



ÉVALUATION DE L'APPROCHE DES CONDITIONS DE RÉFÉRENCE POUR LA SURVEILLANCE DES ACTIVITÉS D'EXPLOITATION DES PLACERS DU YUKON

Contexte

Depuis 2008, le Programme de protection des pêches de Pêches et Océans Canada (PPP du MPO) et ses partenaires, notamment le gouvernement du Yukon, s'appuient sur le cadre de gestion adaptative (YPAHWG 2008a) mis en œuvre par le Secrétariat des placers du Yukon pour gérer les activités d'exploitation des placers au Yukon. Fondé sur les principes de la gestion adaptative et intégrant une approche fondée sur le risque dans la prise de décisions, le Système de gestion de l'habitat du poisson vise à équilibrer les objectifs d'une industrie d'exploitation de placers durable pour le Yukon avec la conservation et la protection du poisson et de l'habitat du poisson.

Un ensemble de protocoles a été conçu pour orienter le Système de gestion de l'habitat du poisson. Il s'agit du protocole de surveillance de la santé aquatique (Groupe de travail sur la santé aquatique des placers du Yukon, [YPAHWG 2008b]), du protocole de surveillance des objectifs de qualité de l'eau et du protocole de surveillance de la santé économique. Le MPO et le ministère de l'Environnement du gouvernement du Yukon sont responsables de la mise en œuvre du protocole de surveillance de la santé aquatique conçu pour évaluer l'efficacité du Système de gestion de l'habitat du poisson pour le maintien de la santé aquatique du poisson et de l'habitat du poisson et pour produire des résultats de surveillance qui seront utilisés dans les phases d'évaluation et d'adaptation du cadre de gestion adaptative. Le ministère de l'Énergie, des Mines et des Ressources du Yukon est responsable des deux autres protocoles.

Dans le cadre du Système de gestion de l'habitat du poisson, Pêches et Océans Canada et le gouvernement du Yukon ont choisi dans les années 2000, en consultation avec les Premières Nations et l'industrie, l'approche des conditions de référence (ACR) afin d'aider à évaluer et à surveiller la santé aquatique. L'approche des conditions de référence utilise les invertébrés benthiques comme indicateur de la santé aquatique, et la santé aquatique comme substitut à la santé du poisson et de l'habitat du poisson. Le Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) a été choisi comme programme de biosurveillance. Le RCBA fournit les méthodes d'échantillonnage normalisées ainsi que le protocole d'échantillonnage et l'entrepôt de données utilisé pour stocker et analyser l'ensemble de données de l'ACR des placers du Yukon (Reynoldson et Bailey 2013, 2014¹; Reynoldson *et al.* 2016). Le modèle du RCBA a fait l'objet de plusieurs révisions, dont la plus récente remonte à 2013, afin d'améliorer sa fiabilité. Le PPP du MPO a récemment fait état de préoccupations concernant la fiabilité du modèle du Yukon de 2013 (ci-après appelé le modèle 2013 du RCBA du Yukon). Étant donné que les résultats de l'approche des conditions de référence servent à éclairer la gestion adaptative et à prendre des décisions réglementaires en vertu de la *Loi sur les pêches*, il est important que le PPP du MPO,

¹ Reynoldson, T.B. et Bailey, J.L.. 2014. Modèle de référence à l'appui de la documentation des outils d'analyse du RCBA. Note de service non publiée au Secrétariat des placers du Yukon.

à l'aide des conclusions de l'ACR, soit en mesure de déterminer avec confiance si la santé aquatique des cours d'eau exposés aux activités d'exploitation des placers est maintenue ou améliorée au fil du temps.

Le Programme de protection des pêches du MPO a demandé à la Direction des sciences du MPO d'évaluer la pertinence de l'approche des conditions de référence et de fournir des conseils sur la capacité de l'ACR à éclairer les décisions réglementaires concernant l'exploitation des placers au Yukon. Les conseils découlant de ce processus de réponse des Sciences du Secrétariat canadien de consultation scientifique serviront à informer le Programme de protection des pêches du MPO sur l'efficacité du modèle de l'approche des conditions de référence pour détecter les changements de la santé aquatique dans les cours d'eau exposés aux activités d'exploitation des placers.

La présente réponse des Sciences découle du processus de réponse des Sciences de juillet 2018 sur l'Évaluation de l'approche des conditions de référence pour l'extraction de l'or au Yukon.

Renseignements de base

L'exploitation des placers d'or, qui consiste à extraire l'or des alluvions, présente des risques pour les habitats aquatiques en raison du rejet de sédiments en suspension dans les cours d'eau, de l'altération des processus sédimentaires et géomorphologiques causée par la perturbation des pentes riveraines et des talus des vallées à la fois pendant et après l'exploitation. Le système de réglementation des placers du Yukon est conçu pour réduire ces risques en établissant des objectifs de qualité de l'eau et des normes de rejet des sédiments pour les mines, ainsi que des directives pour la remise en état des chenaux et des vallées. Certains aspects des exigences réglementaires sont énoncés dans les autorisations concernant les bassins versants accordées en vertu de la *Loi sur les pêches*.

Les macro-invertébrés benthiques sont présents dans tous les cours d'eau, et leur abondance ainsi que leur composition spécifique sont sensibles aux agents de stress anthropogéniques tels que les niveaux élevés de sédiments en suspension ou la pollution (Seakem Group Ltd. 1992; Mathers *et al.* 2017). Ils sont également plutôt simples à échantillonner et à analyser et sont donc devenus l'outil le plus courant pour évaluer la santé des cours d'eau.

Les macro-invertébrés benthiques sont largement acceptés en tant qu'indicateurs des effets des sédiments et de la sédimentation sur les écosystèmes des cours d'eau. De plus en plus de recherches révèlent les mécanismes qui provoquent des changements de l'abondance et de la composition des communautés d'invertébrés avec une augmentation des sédiments dans les rivières et les ruisseaux (par exemple, Jones *et al.* 2012); la présence de liens de causalité plaide en faveur de l'utilisation du paramètre des invertébrés pour surveiller les effets des sédiments. Des études antérieures en Alaska et au Yukon ont montré que les sédiments en suspension et la perturbation de l'habitat associée à l'exploitation des placers influent sur l'abondance et la diversité des invertébrés (Seakem 1992).

Le Secrétariat des placers du Yukon a choisi d'utiliser les macro-invertébrés benthiques pour surveiller l'état des cours d'eau exposés à l'exploitation aurifère et utilise un plan d'étude fondé sur l'approche des conditions de référence et le mode d'analyse multivariée utilisé par le Réseau canadien de surveillance aquatique, appelé BEAST (évaluation des sédiments benthiques). L'ACR évalue le statut d'un site en comparant la communauté de macro-invertébrés benthiques de ce site à une série de sites de référence qui ne sont pas exposés à l'agent de stress ou à l'activité en cause. Si le site exposé se situe hors des limites des sites de référence, c'est signe que l'agent de stress a un effet.

La méthode d'analyse **multivariée** utilisée pour le programme RCBA est entièrement empirique du fait qu'elle utilise des statistiques pour décrire les différences d'abondance et de diversité des macro-invertébrés benthiques des sites de référence et des sites d'essai. Aucun mécanisme causal n'est lié à ces différences. En revanche, les analyses multiparamètres, qui constituent l'approche dominante en matière de bioévaluation aux États-Unis, en Union européenne et de plus en plus au Royaume-Uni, utilisent des paramètres qui tirent parti d'une connaissance *a priori* de la réponse des taxons d'invertébrés à des agents de stress particuliers (par exemple, Turley *et al.* 2016). Par exemple, un paramètre pourrait être l'abondance de taxons connus pour être sensibles à un facteur de stress d'intérêt (par exemple, les sédiments), avec l'attente que le score de ce paramètre pour les sites ou les cours d'eau soit lié à l'ampleur de l'exposition du site à cet agent de stress.

Pour mettre en œuvre l'approche du RCBA, un ensemble de données de référence composé de simples échantillons prélevés dans des cours d'eau non touchés par l'exploitation minière au Yukon a été constitué à partir d'ensembles de données provenant de divers programmes d'échantillonnage menés de 2004 à aujourd'hui. Les dénombrements d'invertébrés (par familles) dans chaque échantillon sont ensuite soumis à une analyse d'ordination et de regroupement qui permet de rassembler des échantillons en fonction de leur similarité. Le paramètre de Bray-Curtis, qui est une mesure de similarité basée sur le nombre de taxons communs à des paires d'échantillons, est utilisé. Les données sur l'abondance brute ont été utilisées dans le modèle 2013 du RCBA du Yukon. Pour l'analyse du Yukon, les échantillons sont classés en cinq groupes en fonction de la similarité entre les échantillons à l'aide de l'analyse par groupe (par exemple, Strachan et Reynoldson 2014). Une série de variables environnementales ou de l'habitat est ensuite utilisée dans une analyse discriminante pour élaborer un modèle prédictif pouvant être utilisé pour assigner des échantillons d'essai (exposés) à l'un des groupes de référence en fonction de la correspondance des variables de l'habitat.

Une fois les échantillons d'essai assignés à l'un des groupes, une comparaison est établie entre la communauté de macro-invertébrés benthiques du site d'essai et les sites de référence appartenant au même groupe. On évalue l'état du site d'essai en calculant la probabilité que l'échantillon appartienne à ce groupe de référence en fonction de sa position dans une ordination en deux dimensions. L'emplacement de l'échantillon d'essai par rapport aux ellipses de probabilité autour des données de référence est utilisé pour évaluer l'état. En vertu du protocole de gestion adaptative, les sites situés hors de l'ellipse à 90 % sont considérés comme hors référence.

Analyse et réponse

L'analyse repose sur quatre objectifs définis dans le cadre de référence.

1. L'approche des conditions de référence est-elle une méthode appropriée pour évaluer les effets de l'exploitation des placers sur la santé aquatique du poisson et de son habitat?

Modèle BEAST (Benthic Assessment of Sediment [évaluation des sédiments benthiques]) du RCBA en relation avec les objectifs du protocole de surveillance de la santé aquatique (PSSA).

Les objectifs du PSSA sont d'évaluer les différents cours d'eau et les bassins versants afin de déterminer si leur santé aquatique diffère des cours d'eau non affectés par les activités de placers et de pouvoir suivre la santé des sites et des bassins versants au fil du temps. On

souhaite également comparer les résultats de la surveillance de la santé aquatique aux objectifs de qualité de l'eau et aux résultats de la surveillance.

Le cadre de gestion adaptative intègre des informations provenant de la surveillance des invertébrés, de la qualité de l'eau et de l'analyse économique afin d'évaluer la performance des autorisations de bassins versants sur une période de trois à cinq ans.

L'ACR telle que mise en œuvre dans l'approche du RCBA est conçue pour évaluer des sites particuliers (qui sont en fait des échantillons particuliers) par rapport à une série de sites de référence. Elle a le potentiel d'atteindre certains des objectifs du PSSA en ce qui concerne l'évaluation de sites particuliers. Il n'y a pas de lien direct entre le résultat de la procédure multivariée et les impacts associés à l'exploitation des placers ou aux objectifs de qualité de l'eau.

Il n'y a pas eu d'élaboration de méthodes d'évaluation simultanée de plusieurs échantillons qui permettraient une évaluation à des échelles spatiales et temporelles plus larges, comme indiqué dans le cadre de gestion adaptative.

Forces et limites de l'approche actuelle

Forces

La force principale de l'approche BEAST du RCBA pour évaluer la santé des cours d'eau réside dans le fait qu'il s'agit d'une approche entièrement empirique qui élimine la nécessité de définir explicitement la « santé » dans le contexte des communautés d'invertébrés, ou la nécessité d'élaborer des indicateurs ou des mesures de changement qui devrait réagir en la présence d'agents de stress. Les sites d'essai sont simplement évalués selon leur similarité ou leur différence par rapport aux sites de référence, tandis que certaines approches basées sur des paramètres utilisent une évaluation subjective de la sensibilité aux agents de stress et peuvent mener à des résultats incohérents.

Le protocole d'échantillonnage du RCBA est simple et facile à mettre en œuvre; l'ensemble de données de référence du Yukon peut être complété par divers utilisateurs et il peut être utilisé pour plusieurs applications. L'étendue des échantillonnages effectués au Yukon fournit une comptabilité plus complète de la variation naturelle dans les communautés de macro-invertébrés benthiques que ce qui serait obtenu à partir d'un plan d'étude à impacts contrôlés plus localisé. La base de données existante du RCBA constitue un moyen efficace de gérer les données et de les rendre accessibles à divers utilisateurs ou applications.

Limites :

Les lacunes potentielles de l'approche BEAST ont motivé cet examen; elles sont brièvement énumérées ci-dessous et décrites plus amplement dans les sections suivantes.

L'approche s'écarte de la pratique statistique standard. Les échantillons d'invertébrés ont une composition très variable. Bien que la richesse en taxons puisse être correctement capturée avec un seul grand échantillon, le nombre de taxons individuels peut être très variable, en raison des effets aléatoires ou environnementaux au cours de l'année, ainsi que de la variation spatiale à petite échelle. La pratique consistant à prélever un seul échantillon sur un seul site dans chaque rivière sans duplication interannuelle et spatiale uniforme réduit la puissance de l'analyse et rend les résultats vulnérables aux erreurs d'échantillonnage. Cela peut être accentué par l'utilisation de données d'abondance non transformées pour l'analyse; dans de nombreuses études, une transformation stabilisant les écarts est utilisée avant l'analyse pour réduire l'influence des valeurs extrêmes. Le plan d'échantillonnage est un défi pour le cadre de gestion adaptative, car l'objet d'analyse standard de BEAST (un seul échantillon) diffère des

objectifs de gestion évalués à l'échelle des autorisations de bassins versants et de l'analyse des tendances sur une période de trois à cinq ans. Un schéma d'échantillonnage hiérarchique qui reproduit les échantillons dans les sites, les sites dans des unités spatiales plus grandes (par exemple, cours d'eau, régions) et qui répète l'échantillonnage dans le temps, permet d'analyser les données dans un cadre capable de prendre en compte les différentes sources de variation et produit vraisemblablement des estimations plus fiables des changements réels dans les communautés de macro-invertébrés benthiques, en particulier au niveau des cours d'eau et des bassins versants.

Le regroupement des sites de référence est influencé par les événements fortuits et les erreurs d'échantillonnage. En l'absence d'un programme d'échantillonnage hiérarchique, la nature variable des données signifie que le regroupement de sites individuels repose sur une combinaison d'influences communes de l'environnement ou de l'habitat et d'événements fortuits ayant une incidence sur la composition de chaque échantillon. Les échantillons dominés par des taxons particuliers, tels que les Chironomidae, auront tendance à se regrouper, que cela soit dû à une variation d'échantillonnage aléatoire, à un facteur d'habitat ou à un facteur spatial. Étant donné que les échantillons ne sont pas dupliqués, il n'y a pas moyen de savoir si une variation fortuite contribue à ce que le modèle soit « surajusté » à une variation aléatoire. Le surajustement conduit à des performances médiocres dans les analyses ultérieures, comme l'indiquent les taux d'erreur de type I décrits ci-dessous.

Il n'y a pas d'interprétation biologique pour ce qui est « hors référence ». Les résultats BEAST d'échantillons particuliers provenant de sites exposés sont comparés à l'ordination d'échantillons provenant de sites de référence du même groupe, et l'échantillon d'essai est assigné à une bande de probabilité basée sur la distribution empirique des échantillons de référence. La bande de probabilité est une mesure de la différence d'échantillon par rapport aux échantillons de référence, mais l'inférence sur la signification biologique de la différence n'est pas possible dans le RCBA.

Le protocole d'évaluation est inadéquat pour l'analyse spatiale ou de tendance. L'essai dichotomique de chaque échantillon (c.-à-d. correspondre à la référence ou être hors référence) est un moyen inefficace pour effectuer des évaluations à des échelles spatiales ou temporelles plus grandes. Un nouvel échantillonnage à des sites particuliers montre que l'affectation du groupe et les résultats des essais varient d'une année à l'autre, ce qui peut être dû à un manque de duplication des données et au surajustement potentiel des groupes aux données de l'habitat. L'absence de prise en compte de la variation spatiale et temporelle dans l'ensemble de référence et la possibilité que les affectations de groupe changent chaque année en raison des paramètres variables de l'habitat (par exemple, le débit) utilisés dans le modèle prédictif jettent un doute sur l'utilité de l'ACR pour évaluer les tendances à l'intervalle de trois à cinq ans proposé dans le cadre de la gestion adaptative.

De même, il n'existe pas de méthode rigoureuse pour évaluer la situation dans un bassin versant ou à une échelle plus grande. L'essai dichotomique est effectué sur des échantillons individuels, mais aucune approche n'a été développée pour combiner des échantillons ou des résultats analytiques à une plus grande échelle spatiale. Un défi supplémentaire réside dans la possibilité que différents échantillons (sites) d'un bassin versant soient attribués à différents groupes de référence, ce qui peut entraîner des résultats d'essai incohérents découlant des effets d'un agent de stress commun.

2. Rendement de l'approche du modèle actuel de l'approche des conditions de référence 2013 du RCBA du Yukon

Taux d'erreur du modèle et autres applications

L'application du modèle BEAST pour la classification d'échantillons ou de sites particuliers peut entraîner deux types d'erreurs, appelées erreurs de type I et de type II (tableau 1).

Tableau 1. Erreurs de type I et II pour les classifications du modèle BEAST.

Prédictions du modèle	État actuel du site		
		Référence	Hors référence
	Référence	Exact	Erreur de type II
Hors référence	Erreur de type I	Exact	

Les erreurs de type I découlent du classement hors référence des sites parce que leur position dans l'espace d'ordination sont en dehors de l'espace de la plupart des autres sites de référence. Dans le modèle BEAST, l'évaluation des échantillons individuels est basée sur l'endroit où, dans l'espace d'ordination, l'échantillon tombe par rapport aux centiles de l'ellipse entourant les résultats d'ordination des échantillons de référence. Par exemple, le 90^e centile a été utilisé comme règle de décision pour identifier les sites « moyennement hors référence » (Strachan et Reynoldson 2014). Cependant, cela signifie que 10 % des sites de référence réels pourraient être classés comme hors référence. Dans l'application BEAST type, le taux d'erreur de type I est défini par l'utilisateur en fonction de la règle de décision jugée appropriée pour l'application.

On peut évaluer les erreurs de type I du modèle BEAST en partitionnant les échantillons de référence en ensembles de données d'ajustement et de validation. Le modèle est développé à l'aide des échantillons d'ajustement, et on peut en tester la fiabilité en exécutant les sites de validation dans le modèle. Le taux d'erreur de type I pour l'ensemble de validation est directement lié au seuil de décision en centile utilisé pour délimiter les sites de référence et hors référence. Autrement dit, si le 90^e centile est utilisé pour classer les sites hors référence, le taux d'erreur de type I doit être de 10 %. Deux publications récentes contiennent de telles évaluations pour les données du Yukon : dans la première, Strachan et Reynoldson (2014) ont constaté des taux d'erreur de type I de 0,53, alors que Reynoldson *et al.* (2016) ont obtenu une valeur de 0,14, toutes deux supérieures à la valeur attendue de 0,10. Les auteurs des études de validation n'ont pas donné de raison convaincante pour expliquer l'augmentation du taux d'erreurs de type I, mais la différence de taux d'erreur entre les deux études est remarquable. Lorsque le modèle BEAST a été appliqué à deux autres ensembles de données d'invertébrés, les taux d'erreur de type I ont également dépassé les valeurs attendues (Strachan et Reynoldson 2014). L'une des explications possibles est le surajustement du modèle, causé par la calibration du modèle à une erreur aléatoire dans l'ensemble de données. Si le modèle est surajusté, il est prévu que les performances se détériorent lorsqu'il est appliqué à de nouvelles données. Malheureusement, les informations sur les procédures d'ajustement sont insuffisantes, et aucune mesure d'ajustement du modèle n'est disponible pour examen. Il est encourageant de constater que les taux d'erreur de type I du plus récent modèle BEAST sont plus proches des valeurs attendues.

Les erreurs de type II se produisent lorsque des échantillons provenant d'endroits touchés sont classés à tort dans des conditions de référence. Les taux d'erreur de type II du modèle BEAST sont analysés selon une procédure analogue à celle utilisée par l'analyse de l'efficacité

statistique. L'analyse de puissance estime la probabilité qu'un échantillon ayant une taille d'effet prédéfinie se distingue d'un de plusieurs échantillons provenant d'un groupe de contrôle ou de référence, en tenant compte de la variabilité des données et du taux d'erreur de type I. Dans le contexte de l'ACR multivariée, ce type d'analyse est difficile à réaliser, car l'ampleur de l'effet n'est pas facilement formulée à partir des statistiques multivariées comme ce serait le cas si des paramètres natifs étaient utilisés, tels que l'abondance totale ou la richesse en taxons. Par exemple, si le paramètre d'évaluation était le nombre de taxons, une analyse des erreurs de type II pourrait demander : quelle est la probabilité de détecter une baisse de 50 % du nombre de taxons par rapport aux conditions de référence? Pour contourner ce problème, les chercheurs de BEAST ont manipulé artificiellement des échantillons de manière à les différencier des échantillons de référence en réduisant ou en éliminant les taxons considérés comme sensibles à un agent de stress particulier. La variation de la gravité de cette manipulation est utilisée pour simuler différentes tailles d'effet. Par exemple, Bailey *et al.* (2014) ont utilisé une classification existante de taxons individuels pour la tolérance au stress causé par l'eutrophisation et ont réduit ou éliminé des taxons sensibles pour simuler trois niveaux de dégradation. Dans le contexte de l'exploitation des placers, Reynoldson *et al.* (2016) ont utilisé des corrélations entre l'abondance des taxons et les paramètres de sédiments dans les cours d'eau de la base de données du Yukon pour évaluer la sensibilité des taxons à l'incidence des placers, puis ont simulé trois niveaux de dégradation pour évaluer les erreurs de type II. Les deux schémas de simulation d'impacts reposent sur une base scientifique, mais rien ne permet de déterminer si les modifications de la richesse ou de l'abondance des taxons relèvent de ce qui est probable sur le terrain.

En utilisant des données de dégradation simulées, les taux d'erreur de type II vont de 36 à 55 % pour la dégradation la plus grave dans les deux études. Les taux d'erreur sont de 70 à 80 % pour les données relatives à la dégradation légère. Ces taux d'erreur sont basés sur l'utilisation du 90^e centile des données de référence comme limite pour déterminer si un site est dans la référence. Il est difficile de comparer les résultats d'une étude à l'autre, car l'ensemble de données de référence, le modèle BEAST et les algorithmes de dégradation simulés étaient différents. Bailey *et al.* (2014) ont comparé les approches analytiques d'ACR et ont constaté que le modèle BEAST présentait des taux d'erreur de type II plus élevés que la plupart des autres méthodes, sur la base des résultats des ensembles de données et du modèle précédents du Yukon.

Les taux élevés d'erreurs de type II découlent du chevauchement important de la position d'ordination des ensembles de données altérés de référence et simulés. Ce résultat pourrait provenir de la dégradation simulée ayant pour résultat des « tailles d'effet » relativement petites, cependant, sans attente explicite des effets de l'exploitation des placers, il est difficile de déterminer si la dégradation simulée est réaliste. Dans l'analyse de Reynoldson *et al.* (2016), la taille modérée de l'effet a entraîné une diminution de l'abondance de 35 % et aucune perte de richesse, alors que la dégradation la plus importante a réduit l'abondance de 44 % et la richesse en taxons de 8 %. Des réductions d'abondance de cette ampleur ont été observées dans les cours d'eau exposés à l'exploitation des placers (Seakem Group Ltd. 1992).

Les taux élevés d'erreurs de type II sont également dus à la variabilité inhérente des données qui se traduit par un vaste bassin de positions d'ordination pour les sites de référence et les données altérées simulées. Cette variabilité découle à la fois de variations naturelles non contrôlées par les variables relatives à l'habitat et des détails du plan d'échantillonnage, en particulier en ce qui concerne le manque de duplication sur le site, entre sites et dans le temps.

Compromis entre les taux d'erreur et les décisions réglementaires

L'importance des taux d'erreur dépend des conséquences de ces erreurs pour les gestionnaires. Dans le cas de la gestion des placers au Yukon, les erreurs de type I découlant de sites de référence non compris dans l'ellipse de probabilité utilisée pour définir les sites de référence n'ont pas d'incidence directe sur la gestion. Dans ce cas, il est possible de réduire les critères de décision pour les erreurs de type I, afin d'améliorer l'efficacité. Des valeurs inférieures (c.-à-d. du 90^e au 75^e centile) feront en sorte que plus de sites d'essais seront jugés hors référence et entraîneront une diminution des taux d'erreur de type II (observée dans les études utilisant des sites d'essais simulés). Cependant, cela signifie qu'il pourrait y avoir un chevauchement considérable entre les caractéristiques de certains des sites d'essai qui sont considérés comme hors référence et les sites de référence qui se trouvent dans les bandes extérieures de l'espace d'ordination. Par exemple, choisir le 75^e centile comme règle de décision signifie que 25 % des sites de référence ont des caractéristiques semblables à celles de certains sites d'essai qui seront considérées comme hors référence. Le seul moyen d'améliorer cette situation consiste à réduire le chevauchement de la répartition entre les sites de référence et d'essai en réduisant les variations de l'échantillonnage sur le terrain ou en utilisant un plan d'échantillonnage et une approche analytique tenant compte des diverses sources d'incertitude des données.

Approches alternatives de modélisation des données et options pour améliorer les taux d'erreur du modèle

Le taux d'erreur de type II est fonction de la taille de l'effet, des critères de décision définissant le taux d'erreur de type I et de la variabilité des données. Dans ce contexte, la taille de l'effet est le changement minimal (la différence par rapport aux conditions de contrôle ou de référence) que les méthodes d'échantillonnage et d'analyse doivent pouvoir détecter de manière fiable. La taille de l'effet est généralement définie par des critères biologiques ou de gestion et indépendante des considérations relatives à l'échantillonnage ou à l'analyse. Il est possible d'améliorer les taux d'erreur de type II en réduisant la variabilité des données (p. ex, en augmentant le nombre de duplications) ou en améliorant les méthodes analytiques permettant de gérer cette variabilité. Pour réduire la variabilité des données, il peut être nécessaire de modifier le plan d'échantillonnage et les protocoles d'échantillonnage sur le terrain. La duplication dans l'espace et dans le temps améliorera la précision de l'analyse, en particulier lorsque les méthodes analytiques tirent parti de la duplication pour partitionner les diverses sources d'incertitude. D'autres approches analytiques pourraient être mieux adaptées à la modélisation de la variabilité des données, ce qui devrait permettre d'estimer plus précisément les effets possibles de l'exposition à l'exploitation des placers. Cela pourrait éventuellement entraîner une diminution des taux d'erreur des types I et II.

Une méthode statistiquement robuste pour analyser les différences entre les communautés dans un cadre multivarié est disponible avec des outils tels que PERMANOVA, qui est une adaptation multivariée de l'analyse des écarts (Anderson et Walsh 2013). Ces méthodes nécessitent un plan d'échantillonnage structuré, dupliqué et de préférence équilibré, et pourraient être utilisées pour tester les différences dans les communautés en utilisant des échantillons organisés en groupes de référence et d'essai tout en prenant en compte des facteurs tels que le bassin versant ou des variables environnementales liées aux conditions de l'habitat. Le temps (année) peut également être entré dans l'analyse pour évaluer les changements dans le temps. Comme pour BEAST, ces méthodes reposent sur des essais d'hypothèses dichotomiques et ne permettent pas d'obtenir des résultats faciles à communiquer à un public non technique.

Les méthodes multiparamètres sont une solution de remplacement des analyses multivariées, puisqu'elles reposent sur des indices permettant d'estimer la force des effets des agents de stress sur la santé aquatique. Des méthodes sont en cours d'élaboration pour les impacts liés aux sédiments selon l'abondance relative des taxons sensibles aux sédiments (Turley *et al.* 2016). Les indices issus de ces approches peuvent être analysés dans des cadres de modèles mixtes ou bayésiens prenant en compte les variations spatio-temporelles ainsi que les facteurs importants de l'habitat.

3. Modèle et protocole d'échantillonnage

Variation spatiale et temporelle des données existantes sur les macro-invertébrés benthiques

Le plan d'échantillonnage du protocole de surveillance de la santé aquatique consiste à prélever un seul échantillon sur un site désigné, à même un cours d'eau et au cours d'une année (figure 1). Chaque année, entre 0 et 64 sites de référence ont été échantillonnés, et un total de 372 échantillons provenant de 286 sites ont été échantillonnés de 2004 à 2017. L'échantillonnage de nouveaux sites de référence et de sites existants a lieu afin de mettre à jour la représentation spatiale et temporelle des conditions de référence. Cependant, pour inclure de nouveaux échantillons de référence dans l'analyse, il faut réexécuter le modèle multivarié pour produire un nouveau modèle. Actuellement, 33 échantillons de référence collectés depuis 2012 ne peuvent pas être utilisés tant qu'un nouveau modèle multivarié n'est pas créé. Les sites d'essai sont échantillonnés en réponse au développement des placers, aux activités récentes des placers dans les bassins versants autorisés et aux résultats de surveillance inacceptables pour les sites d'essai. Certains sites ont été échantillonnés à plusieurs reprises (c.-à-d. plusieurs années de suite) – les sites de référence vont d'un à trois ans; les sites d'essai, de un à sept ans – mais la plupart ont été échantillonnés une fois.

La variation dans les communautés de macro-invertébrés benthiques a été évaluée afin de relever la distribution des écarts entre les échelles d'échantillonnage et de déterminer les domaines dans lesquels des efforts d'échantillonnage supplémentaires pourraient améliorer la précision des effets estimés de l'exploitation des placers sur les communautés de macro-invertébrés benthiques. Cette analyse a utilisé toutes les données de référence pour les communautés de macro-invertébrés benthiques; le manque de duplication a toutefois rendu difficile la comparaison de toutes les échelles d'échantillonnage dans une seule analyse. Par exemple, les analyses portant sur les composantes spatiales et temporelles des relevés n'étaient pas informatives, car la duplication annuelle (des échantillons qui ont été prélevés sur plusieurs années) a été confondue par le manque de duplication des échantillons à l'intérieur des sites. Cela se traduit par des différences d'une année à l'autre dans les communautés d'invertébrés au sein d'un site qui sont dues à une combinaison de variation d'échantillonnage (échantillon unique) et de variation naturelle d'une année à l'autre. Par conséquent, la variation temporelle et spatiale des sites de référence a été évaluée selon deux approches. Pour la variation temporelle, les évaluations qualitatives des données brutes pour les sites individuels ont été résumées. La variation spatiale a été résumée à l'aide de modèles à effets mixtes conditionnels pour répartir l'écart entre chaque niveau spatial (échelle) (Annexe 1).

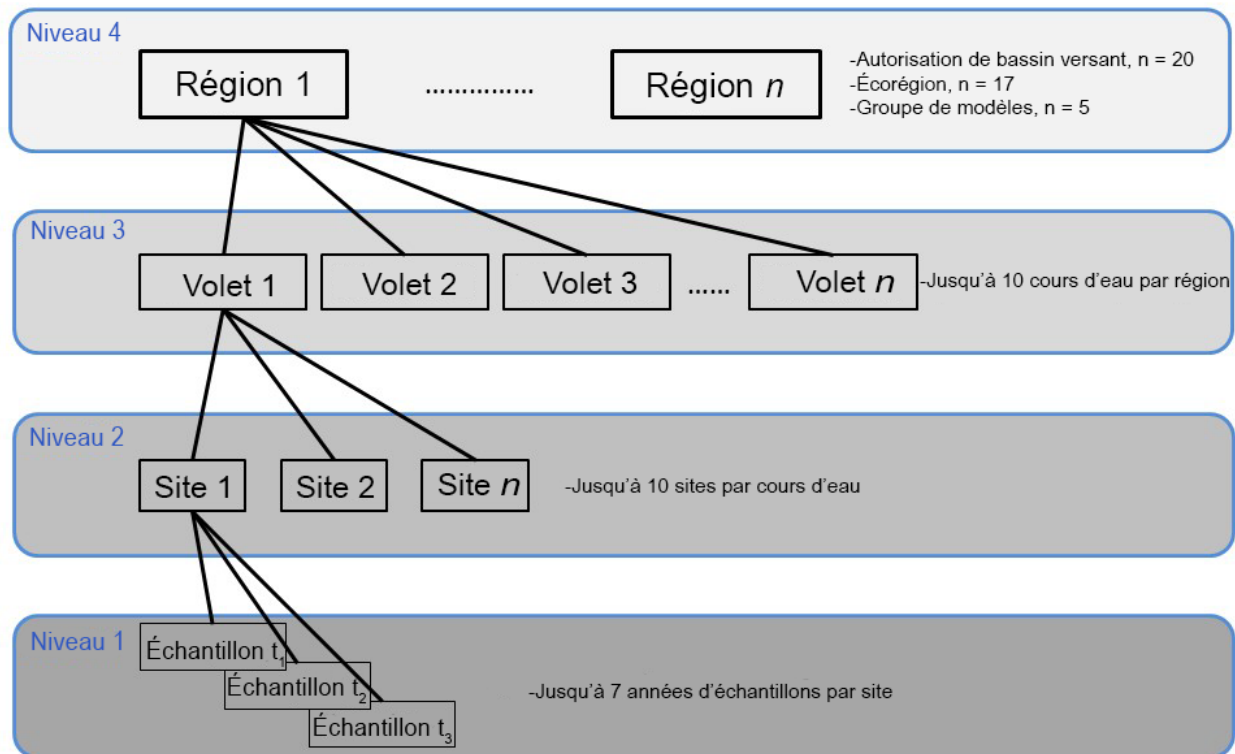


Figure 1. Plan d'échantillonnage du protocole de surveillance de la santé aquatique au Yukon. Le niveau 1 est l'échelle à laquelle les échantillons sont prélevés sur le terrain. Un seul échantillon par site est prélevé l'année t. Les échantillons peuvent être prélevés sur plusieurs années, mais sont souvent séparés par plusieurs années. Le niveau 2 montre que plusieurs sites peuvent être échantillonnés dans un cours d'eau n, et le niveau 3 montre que plusieurs cours d'eau peuvent être échantillonnés dans une région n. Les cours d'eau peuvent être organisés en trois structures de regroupement régional : 1) l'autorisation des bassins versants, qui correspond aux zones couvertes par les autorisations de la Loi sur les pêches relatives à l'exploitation des placers; 2) l'écorégion, qui décrit les zones partageant des communautés naturelles; 3) le groupe modèle, qui organise les sites en fonction des résultats du modèle multivarié de 2013 du RCBA du Yukon, en fonction de leur communauté de macro-invertébrés benthiques plutôt que de leur emplacement géographique.

Variations temporelles

La variation temporelle des communautés de macro-invertébrés benthiques peut être élevée. Les changements de l'abondance et de la proportion de taxons entre les années au sein d'un site sont évidents dans les données sur les macro-invertébrés benthiques provenant de sites de référence (figure 2). Les abondances totales étaient dominées par quelques taxons; environ 90 % de l'abondance totale sur tous les sites de référence n'est représentée que par 11 % des taxons. Le passage d'un taxon dominant à un autre (figure 2C, par exemple) ou une forte augmentation d'un ou de plusieurs taxons auparavant peu abondants se sont produits dans plusieurs sites (figure 2F et H, par exemple). D'autres sites ont présenté une distribution taxonomique relativement similaire entre les années (par exemple, les figures 2E et G). Dans certains sites, jusqu'à 60 % des familles sont observées au cours d'une seule des deux années échantillonnées, ce qui entraîne une augmentation de plus de 65 % de la richesse familiale d'une année à l'autre (2007 et 2014; figure 2D). L'abondance totale peut également changer considérablement d'une année à l'autre. Par exemple, au site SPY-445, le nombre d'individus comptés en 2010 était inférieur de 97 % à celui de 2016 (figure 2A). Des changements

d'abondance de cette ampleur n'étaient pas rares dans les sites de référence. Pour plus de contexte, l'analyse de simulation de Reynoldson *et al.* (2016) qui a été utilisée pour évaluer la performance de la méthode multivariée a défini l'effet de réduction le plus important comme étant une baisse de 44 % de l'abondance et une diminution de 8 % de la richesse des taxons. La variation d'une année à l'autre ou d'un échantillon à l'autre dans un site pourrait être beaucoup plus grande que ces tailles d'effet supposées. Les données de référence indiquent que la variabilité naturelle ou d'échantillonnage pourrait submerger l'ampleur de l'effet supposé et contribuer de manière significative aux erreurs de type II élevées du modèle BEAST. En revanche, MacDonald et Cote (2014) ont évalué l'impact de l'urbanisation sur la composition de la communauté de macro-invertébrés de 2006 à 2011 et ont constaté que la variation temporelle était faible par rapport au changement survenu dans les sites touchés. Il est difficile d'évaluer la variation temporelle sur une échelle de temps pertinente pour la gestion des placers, car de nombreuses comparaisons entre années sont basées sur un échantillonnage intermittent à des échelles de temps supérieures à la période de trois à cinq ans (figure 2D, par exemple) suggérée pour la gestion adaptative.

Région du Pacifique

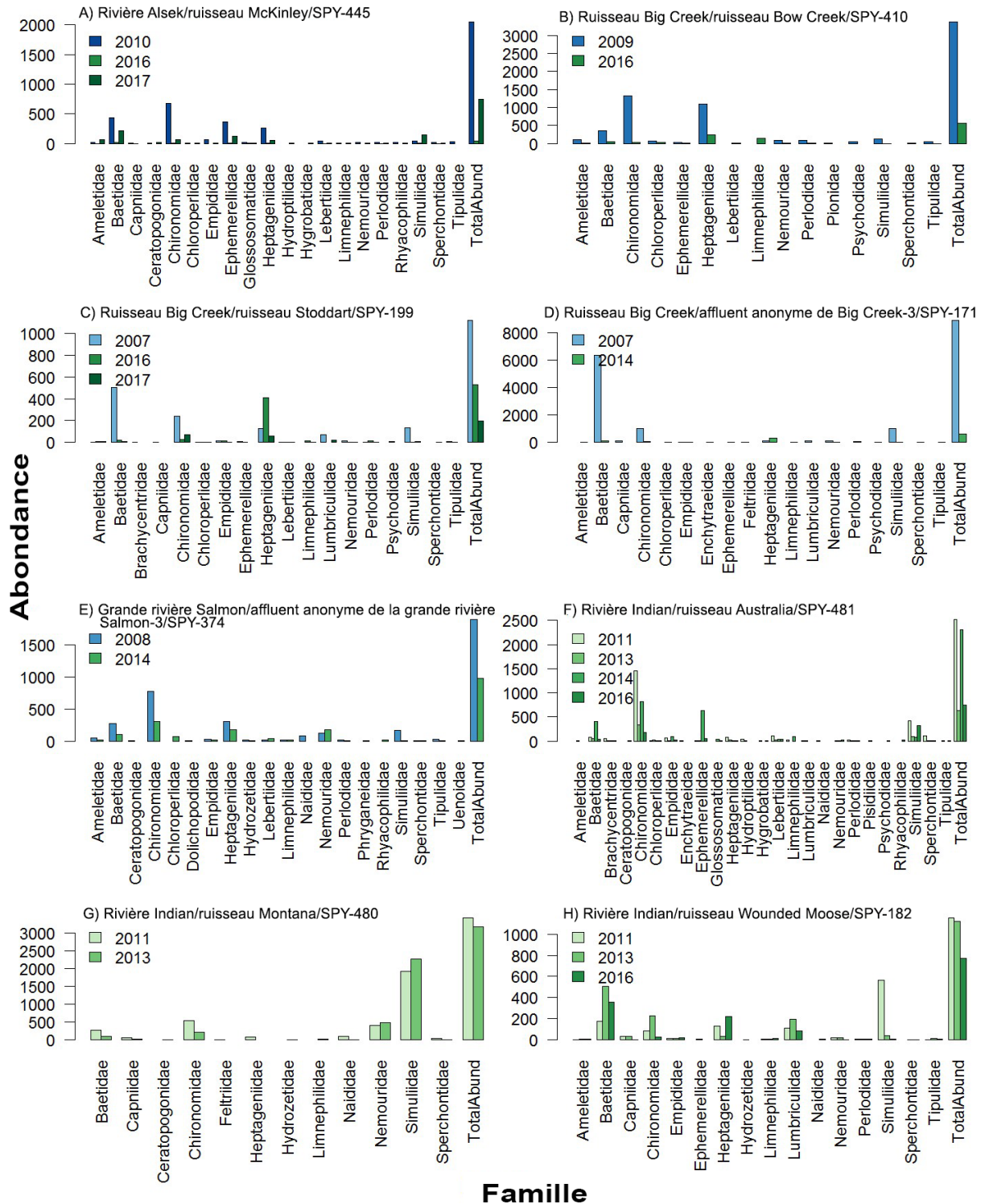


Figure 2. L'abondance par famille et l'abondance totale pour certains sites de référence avec plusieurs années d'échantillonnage (les huit premiers sites sont classés par ordre alphabétique des noms de bassins versants). Les barres avec des nuances de bleu indiquent les années de la première moitié du programme de surveillance (2004-2010) et les barres avec les nuances de vert indiquent les années de la seconde moitié (2011-2017). Les noms apparaissant dans le coin supérieur droit sont le nom du bassin versant, le nom du cours d'eau et le code du site.

Variations spatiales

Les variations spatiales ont été évaluées à l'échelle du cours d'eau et du bassin versant à l'aide de données provenant de sites de référence de la base de données du RCBA du Yukon. Les paramètres de réponse de la communauté de macro-invertébrés benthiques couramment utilisés ont été calculés et l'écart de chacun a été divisé en différents niveaux d'échantillonnage spatial (et écart résiduel) à l'aide de modèles à effets mixtes nuls conditionnels (Nakagawa *et al.* 2017, et voir l'annexe 1 pour les méthodes). Le partitionnement de l'écart à l'échelle spatiale appropriée fournit une indication de l'endroit où la structure spatiale est importante et où un effort d'échantillonnage plus important fournirait des estimations plus précises des communautés de macro-invertébrés benthiques (Harrison 2015).

Variations d'échantillons

Généralement, des échantillons répétés sont prélevés dans un site et une année (site-année) pour les relevés sur les macro-invertébrés benthiques. La duplication fournit des informations sur la répétabilité du protocole d'échantillonnage et de l'échantillonneur et rend compte de la variation spatiale de l'abondance à petite échelle. Les évaluations qui reposent sur un seul échantillon incorporeront des erreurs inutiles dues à des échantillonnages aléatoires. Cette erreur augmentera en cas de variabilité à petite échelle de l'habitat et de communautés de macro-invertébrés benthiques ou d'événements biologiques pouvant entraîner des changements spectaculaires dans les communautés, tels que des éclosions massives observées de macro-invertébrés benthiques. Les échantillons dupliqués pour une année-site n'ont pas été recueillis dans le cadre du PSSA, ce qui signifie que la variation entre les échantillons d'un site au cours d'une année est inconnue. Bien qu'il soit reconnu que les échantillons dupliqués augmentent les coûts et les délais de collecte et de traitement des échantillons, le manque de duplication augmente probablement le cafouillage aléatoire des données et réduit la précision de la classification au moment de la détermination des groupes de référence et de l'affectation de sites d'essai à ces groupes.

Des études antérieures montrent que la répétabilité des échantillons de macro-invertébrés benthiques collectés à l'aide du protocole du RCBA peut varier selon les paramètres de réponse, les sites, le type de site (par exemple, de référence ou d'essai) et l'écorégion. Dans l'ensemble, la répétabilité était élevée (c.-à-d. faible coefficient de variation [CV]), mais pour certains sites, la répétabilité des paramètres de la communauté de macro-invertébrés benthiques était faible (p. ex., CV jusqu'à 102 %) (Strachan *et al.* 2009). Parmi les paramètres les plus variables figuraient l'abondance (p. ex., CV moyen = 25 %; plage = de 1 à 42 %). Les résultats variaient également selon les écorégions (Rosenberg *et al.* 1999) et selon que les échantillons provenaient de sites de référence ou de sites d'essai (Sylvestre *et al.* 2005). Les paramètres basés sur l'abondance (l'abondance totale, par exemple) étaient plus variables que les paramètres de présence des taxons (la richesse des taxons, par exemple). Cette grande variabilité a entraîné de plus grandes erreurs de classification produites par le modèle BEAST (basé sur l'abondance) par rapport aux modèles RIVPACS ou AUSRIVAS (basés sur la présence ou l'absence) lorsqu'ils ont été appliqués aux données du bassin de la rivière Fraser (Rosenberg *et al.* 1999). Les transformations pourraient être utilisées pour réduire la variabilité des paramètres tels que l'abondance. Des échantillons dupliqués prélevés dans une année et entre les années pour un site donné seraient utiles pour déterminer si des améliorations au protocole d'échantillonnage sont nécessaires. Bien que cela ne permette pas d'utiliser la duplication dans les modèles, cela augmenterait l'uniformité de la composition de l'échantillon et représenterait mieux la communauté de macro-invertébrés benthiques du site, sans pour autant entraîner une augmentation sensible des coûts.

Variations de site

L'écart entre les sites est la variabilité dans les échantillons parmi les sites imbriqués dans des cours d'eau et les cours d'eau imbriqués dans des autorisations de bassins versants ou des écorégions. En moyenne, 6,7 % et 8,3 % de l'écart se situaient à l'échelle du site lorsque l'autorisation des bassins versants et l'écorégion étaient respectivement utilisées comme variables de regroupement (plage d'autorisation des bassins versants : < 0,01 % à 16,5 %; plage de l'écorégion : < 0,01 % à 22,1 %) (tableau A2). Cela signifie que l'échelle du site présentait très peu d'écart dans les paramètres de réponse aux macro-invertébrés benthiques par rapport à la variation associée à d'autres niveaux d'échantillonnage (figure 1). Plus précisément, l'écart à l'échelle du site en ce qui concerne la richesse et l'abondance de la famille était extrêmement faible, ce qui indique qu'il existait une grande variation entre les réplicats de site (tableaux 2A et B) (c.-à-d. la variation entre les échantillons ou les années). Un certain écart a été observé à l'échelle du site pour le paramètre des taxons EPT par rapport à l'écart observé aux échelles des cours d'eau et des régions. Il existe probablement une incertitude considérable sur la composante de l'écart dû au site, étant donné que relativement peu de sites ont eu plus d'un événement d'échantillonnage permettant d'estimer l'écart. L'écart entre les sites n'a pas pu être estimé lorsque les données ont été structurées par les groupes du modèle BEAST de 2013, car les sites de référence échantillonnés après 2012 n'ont pas été assignés à un groupe, réduisant ainsi la taille de l'échantillon et empêchant le modèle de converger vers une solution (tableau 2C).

Variations d'écoulement d'eau

L'écart de cours d'eau est la variabilité dans les échantillons parmi les cours d'eau imbriqués dans le groupe d'autorisation de bassin versant, d'écorégion ou du groupe modèle BEAST. L'écart à l'échelle du cours d'eau variait selon les paramètres de macro-invertébrés benthiques, mais était supérieur à l'écart à l'échelle du site (tableau 2B). En moyenne, 13 % de l'écart total a été expliqué à l'échelle du cours d'eau (plage : < 0,01 % à 40,5 %) (tableau A2), et il y avait peu de différence d'écart moyen si les données étaient regroupées par écorégion, autorisation de bassin versant ou groupe modèle BEAST (tableau A2). L'écart était le plus élevé pour la richesse familiale et l'abondance totale à l'échelle du cours d'eau lorsque l'autorisation par bassin versant ou l'écorégion était utilisée pour regrouper des échantillons. Cela indique que la majeure partie de l'écart de la richesse de la famille et de l'abondance totale est structurée à l'échelle du cours d'eau et que les sites situés à l'intérieur des cours d'eau se ressemblent davantage.

Variations régionales

L'écart par région est la variabilité des échantillons dans le groupe d'autorisation de bassin versant, d'écorégion ou du groupe modèle du RCBA. L'ampleur de l'écart à l'échelle de la région était également très variable selon les paramètres de macro-invertébrés benthiques. En moyenne, 12,6 % et 13,5 % de l'écart étaient respectivement associés à l'autorisation de bassin versant et à l'écorégion (tableau A2). Lorsque les sites ont été regroupés par groupes du modèle BEAST toutefois, une plus grande partie de l'écart a été associée au niveau régional (moyenne : 26,4 %, plage : de 0 à 92,7). En particulier, presque tout l'écart de l'abondance totale a été associé aux groupes du modèle BEAST (tableau 2C). Cela met en évidence le fait que l'abondance est un facteur important des groupes de modèles générés à l'aide du modèle BEAST. La diversité peut jouer un rôle dans la détermination des groupes de modèles à partir des sites de référence et dans l'assignation des sites d'essai aux groupes de modèles, mais elle est probablement beaucoup moins importante comparée au rôle de l'abondance.

Sommaire des variations

Bien que la distribution de l'écart soit variable selon les mesures de macro-invertébrés benthiques et selon les échelles, il semble exister certaines tendances spatiales générales. Lorsque les échantillons sont regroupés par autorisation de bassin hydrographique ou par écorégion, une variation considérable reste au niveau le plus bas (résiduel). En termes d'échantillonnage, cela signifie qu'un plus grand nombre de réplicats dans un site (au cours d'une année et parmi les années) devrait être collecté, par opposition à un plus grand nombre de sites dans une rivière ou de rivières dans des régions. La distribution de la variabilité entre les niveaux est semblable à celle trouvée par Li *et al.* (2001) pour une série de petits ruisseaux de l'Oregon. Il peut être nécessaire de modifier le plan d'échantillonnage pour y incorporer un protocole d'échantillonnage stratifié afin de rendre compte de la variation des communautés de macro-invertébrés benthiques à des échelles spatiales plus larges (p. ex., d'une région à l'autre), et cela devrait produire des estimations plus précises des effets requis pour caractériser la santé des bassins versants à l'échelle régionale. Cependant, cette stratégie d'échantillonnage ne sera utile que si elle est complétée par une analyse pouvant incorporer des variations spatiales et temporelles. Des conseils sur les plans d'échantillonnage se trouvent dans Stevens (2002) et Foster *et al.* (2017) qui décrivent les façons d'intégrer les données existantes dans des programmes d'échantillonnage redéfinis.

Tableau 2. Les composantes de l'écart sont calculées à partir des modèles à effets mixtes nuls conditionnels pour trois paramètres de communauté et trois regroupements régionaux (voir les méthodes en annexe). Les échantillons ont été organisés en trois groupes différents correspondant : 1) aux autorisations de bassins versants associées aux autorisations de placers en vertu de la Loi sur les pêches, 2) aux écorégions qui sont des zones contenant des communautés naturelles similaires et 3) aux groupes modèles composés de sites ayant des communautés de macro-invertébrés benthiques similaires et utilisés dans le modèle 2013 de BEAST du Yukon. Le pourcentage de l'écart dans les paramètres de macro-invertébrés benthiques associé aux trois échelles spatiales et l'écart résiduel non structuré sont présentés en colonnes. Comme il n'y a pas de duplication des échantillons dans un site ni pour une année, l'échelle du site inclut les variations interannuelles ainsi que la variation des échantillons dans un site. La nuance bleue indique le niveau d'échantillonnage ayant l'écart le plus faible, et la nuance grise indique les niveaux d'échantillonnage ayant l'écart le plus élevé sur chaque ligne. La richesse familiale est le nombre total de familles dans l'échantillon, l'abondance totale est la somme de tous les macro-invertébrés benthiques et le pourcentage d'abondance EPT est le pourcentage d'abondance totale représenté par les taxons EPT (ordres Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera).

Groupement	Réponse	Site	Cours d'eau	Groupe	Écart résiduel
A) Autorisations pour chaque bassin versant	Richesse des familles	< 0,01 ^b	22,2	38,2 ^g	39,6
	Abondance totale	< 0,01 ^b	37,5 ^g	15,1	47,4
	% d'abondance des taxons EPT	6,7	11,8 ^g	1,9 ^b	79,6
B) Écorégions	Richesse des familles	< 0,01 ^b	26,3	34,9	38,8
	Abondance totale	< 0,01 ^b	40,5 ^g	18,2	41,3
	% d'abondance des taxons EPT	5,4	12,7 ^g	2,6 ^b	79,4
C) Groupe de modélisation	Richesse des familles	-	33,5 ^b	34,5 ^g	32
	Abondance totale	-	0,7 ^b	92,7 ^g	6,6
	% d'abondance des taxons EPT	-	11,0 ^b	12,4 ^g	76,7

Duplication et approche BEAST

Pour l'approche multivariée BEAST, l'échantillonnage de plus de sites de référence sur plusieurs années augmentera la variabilité des conditions de référence. Cela rendra difficile l'assignation des sites d'essai ou la détermination des conditions du site d'essai. Pour incorporer des données de référence supplémentaires, il faut réexécuter le modèle BEAST, ce qui permet de créer de nouveaux groupes de référence, de nouvelles conditions et un nouveau modèle prédictif permettant d'assigner des sites d'essai à des groupes de référence. À chaque révision de modèle, la précision de la prévision a tendance à diminuer et est comparable à celle observée dans d'autres régions dotées de réseaux de plus en plus grands (Reynoldson et Bailey 2013). Cela peut être dû aux causes suivantes :

1. des réseaux plus complexes et des conditions de référence plus larges rendent difficile la discrimination des sites assignés;
2. le modèle initial aurait pu inclure de fausses relations et, en intégrant plus de sites, les fausses relations s'affaiblissent, ce qui réduirait le rendement du modèle actuel.

Pour d'autres approches analytiques pouvant incorporer correctement les variations spatiales et temporelles, un effort d'échantillonnage accru permettra d'obtenir des estimations plus précises des effets possibles de l'exploitation des placers sur la santé des cours d'eau.

Gestion adaptative

La gestion adaptative dans le contexte des autorisations au niveau des bassins versants est une tâche complexe. La gestion adaptative implique l'échantillonnage des sites d'essai au fil du temps et la réévaluation de l'état des sites exposés dans la zone définie par chaque autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches*. Les changements d'état dans la zone d'autorisation guideront les éventuelles mesures de gestion. Dans sa forme actuelle, le plan d'échantillonnage est insuffisant pour la gestion adaptative pour les raisons suivantes :

1. trop peu de sites d'essai ont été réévalués chaque année, et une variation temporelle élevée ainsi qu'une variation de l'échantillon au cours d'une année de site pourraient mener à une évaluation inexacte des changements de la santé d'un site d'essai;
2. le modèle BEAST ne peut pas évaluer les tendances concernant l'état du site ou du bassin versant;
3. le résultat de la procédure multivariée utilisée pour désigner l'état de santé d'un site n'est pas lié aux impacts associés à l'exploitation des placers à l'échelle du bassin versant (Reynoldson *et al.* 2016).

En l'absence d'une approche quantitative pour évaluer les changements de l'état de santé des cours d'eau ou des bassins versants, des évaluations qualitatives des tendances temporelles peuvent être utilisées. Toutefois, il est difficile de déterminer le changement d'état d'une année à l'autre en raison de la difficulté de déterminer quel degré de changement justifie une action de la gestion, en particulier lorsque le résultat utilisé pour évaluer le changement dans la communauté de macro-invertébrés benthiques est dans l'espace d'ordination et est difficile à interpréter.

Les impacts associés à l'exploitation des placers n'ont pas été liés à la santé aquatique d'un site, comme l'a évalué le modèle multivarié BEAST. La relation entre la mesure dans laquelle un site est hors référence et le degré d'impact associé à l'exploitation des placers, tel que l'augmentation des taux de sédiments en suspension, est inconnue. Par conséquent, une évaluation hors référence ne fournit pas d'information directe sur l'impact d'un placer. Si

l'approche du RCBA est maintenue, la relation entre les évaluations de la santé aquatique et les activités de placer devra être établie.

Erreur d'échantillonnage et biais

Les erreurs d'échantillonnage sont inévitables, mais doivent être quantifiées et, si possible, réduites au minimum. Les programmes de biosurveillance à grande échelle et à long terme sont sujets à de grandes erreurs d'échantillonnage en raison de l'application de protocoles normalisés à diverses conditions de l'habitat, de multiples collecteurs de données et de l'utilisation de techniques rapides qui, dans certains cas, peuvent compromettre la qualité de l'échantillon prélevé. Toutefois, les erreurs d'échantillonnage peuvent être atténuées par une sélection minutieuse des indicateurs, une interprétation et une application uniformes des protocoles d'échantillonnage et la collecte d'échantillons dupliqués. Plus précisément, les sources d'erreur d'échantillonnage possibles pour le PSSA sont les suivantes :

1. la variation entre échantillonneurs;
2. la méthodologie d'évaluation rapide du RCBA;
3. la variabilité des conditions de cours d'eau.

Variation de l'échantillonneur

Les programmes de surveillance à grande échelle et à long terme nécessitent souvent la participation d'un grand nombre de personnes à la collecte d'échantillons. Le roulement des équipes d'échantillonnage, la différence de niveaux d'expérience et les protocoles interprétés et appliqués différemment entre les échantillonneurs peuvent augmenter la variation dans les échantillons. Bien que cette source de variation soit inévitable, les protocoles qui normalisent les applications et limitent l'interprétation peuvent atténuer l'ampleur des erreurs d'échantillonnage. Les échantillons relevés au filet troubleau, par lequel l'échantillonneur perturbe le substrat en amont avec un filet pour collecter les invertébrés perturbés qui flottent en aval, sont généralement plus difficiles à reproduire que les méthodes d'échantillonnage plus standardisées, telles que les échantillonneurs Hess et Surber, car les échantillons au filet troubleau ne sont pas relevés dans des zones normalisées. De plus, la répétabilité de l'échantillonnage par coup de filet pourrait être liée à la taille du cours d'eau; or, la répétabilité est inférieure dans les plus grands cours d'eau par rapport aux plus petits. Cependant, l'inconvénient des méthodes d'échantillonnage Hess et Surber est qu'elles se limitent aux habitats peu profonds à écoulement modéré, tels que les rapides et les ruisselets, et qu'elles sont inappropriées pour les bassins et les coulées à faible vitesse. La quantité d'erreurs des données du Yukon associée à la variation de l'échantillonneur est inconnue et ne peut actuellement être évaluée.

Méthodes d'évaluation rapide et protocole du RCBA

Le protocole d'échantillonnage du RCBA est conçu pour fournir aux praticiens des méthodes rapides et normalisées pour l'échantillonnage de macro-invertébrés benthiques sur le terrain. Il utilise les méthodes d'échantillonnage par coup de filet décrites ci-dessus, selon lesquelles l'échantillonneur perturbe le substrat en amont du filet, recueille les invertébrés perturbés qui flottent en aval et continue d'avancer en amont dans l'habitat pendant une période de trois minutes. Des données sur l'habitat local sont également collectées à chaque visite du site. La durée des échantillonnages, le nombre de répétitions et la couverture de l'habitat ont été évalués pour les échantillons au filet troubleau. Un plus grand nombre de répliqués d'échantillons au coup de filet plus court sont privilégiées par rapport à un nombre d'échantillons plus long (Feeley *et al.* 2012). L'échantillonnage ciblé des rapides est moins précis que l'échantillonnage étendu, bien que la différence soit faible (Rehn *et al.* 2007). Gerth

et Herlihy (2006) ont échantillonné des cours d'eau à débit élevé et faible et ont constaté que dans les cours d'eau à plus fort débit, l'échantillonnage des rapides produisait des résultats semblables à ceux de l'échantillonnage étendu, même si les échantillons étendus comprenaient davantage de taxons. Dans les systèmes à faible débit où les rapides sont rares, les deux approches donnent des résultats différents, et l'échantillonnage étendu est privilégié (Blocksom *et al.* 2008). Bien que les protocoles du RCBA aient été modifiés pour accroître la cohérence des procédures d'échantillonnage, les protocoles conçus pour réduire les délais et les coûts peuvent entraîner des échantillons moins précis. L'absence de duplication réduit le temps d'échantillonnage sur le terrain et en laboratoire, mais l'importance de la variation d'échantillonnage ne peut être ni évaluée ni prise en compte.

Large gamme et variabilité des conditions de l'habitat

Un grand nombre de mesures d'habitat sont prises dans chaque lieu d'échantillonnage. Parmi les sites de référence échantillonnés, il existe une large gamme de conditions d'habitat, puisque le protocole s'applique aux très petits cours d'eau supérieurs d'une rivière et aux grandes rivières du cours principal. Par exemple, la profondeur moyenne d'un canal varie de 0,06 à 1,21 m (moyenne = 0,31 m) et la largeur mouillée, de 0,8 à 117 m (moyenne = 8,3 m) parmi les échantillons de référence. Certaines variables de l'habitat ne varieront pas de manière significative dans le temps, mais d'autres, en particulier celles qui sont influencées par les variations annuelles du débit, varieront d'un échantillon à l'autre. Ainsi, les conditions de l'habitat pour le même site peuvent changer de sorte que le site est assigné à un groupe de référence différent chaque fois qu'il est échantillonné. Cela complique l'évaluation des tendances en matière de santé des cours d'eau, en particulier si l'on suppose que leur santé est relativement constante (c.-à-d. qu'elle ne varie pas en fonction des changements annuels ou saisonniers des conditions environnementales).

4. Variables prédictives

Variables prédictives dans le modèle 2013 du RCBA du Yukon

Les variables prédictives sont utilisées pour affecter des sites d'essai à des groupes de référence dans un processus en deux étapes. Premièrement, les caractéristiques de l'habitat sont liées aux groupes de référence à l'aide d'une analyse discriminante. Les 84 variables d'habitat sont en concurrence dans un processus de sélection d'un modèle qui identifie l'ensemble de variables qui décrit le mieux les groupes de référence, bien que ce processus semble s'enchevêtrer avec le processus qui détermine les groupes de référence (voir ci-dessous). Une fois le modèle définitif sélectionné, il est utilisé pour assigner un site d'essai à un groupe de référence utilisant les caractéristiques de l'habitat. Pour chaque site d'essai, le modèle prédit la probabilité que le site se situe dans l'un des cinq groupes de référence. L'incertitude liée à l'affectation du groupe de référence à un site d'essai ajoute à l'incertitude liée à l'évaluation des contraintes.

Utilité des variables prédictives actuelles

La probabilité d'assigner des sites d'essai à un seul groupe de référence définie dans le modèle 2013 du RCBA du Yukon est faible, ce qui indique que l'assignation d'un site au groupe de référence optimal n'est pas toujours évidente. La faible performance prédictive du modèle pourrait être due à l'inclusion de variables indicatrices à faible efficacité de prédiction et à des pratiques de construction de modèle inappropriées conduisant à une faible efficacité statistique. Plus précisément, on s'appuie beaucoup sur des variables dont la logique biologique n'est pas claire, alors que d'autres variables clés ayant de fortes relations avec les communautés de macro-invertébrés benthiques ne figurent pas dans l'analyse. De plus, le modèle 2013 du RCBA

du Yukon fait abstraction des pratiques statistiques standard utilisées pour l'élaboration d'un modèle prédictif. Ces préoccupations sont décrites ci-dessous.

Justification biologique

Sur les 84 variables indicatrices recueillies, 14 sont restées dans le dernier modèle 2013 du RCBA du Yukon. La sélection des variables était une approche basée sur les données ayant peu de justification biologique pour l'ensemble définitif de variables. La plupart des variables considérées dans l'analyse manquent de liens biologiques clairs avec les communautés de macro-invertébrés benthiques. Bien que le climat et la structure du paysage jouent sans aucun doute un rôle dans la formation de communautés de macro-invertébrés benthiques, il est difficile de comprendre le rôle que joue chaque variable indicatrice sans une approche basée sur des hypothèses décrivant l'écologie de base des communautés de macro-invertébrés benthiques au Yukon. Par exemple, on ignore comment le pourcentage de bryoïdes (mousses, lichens) dans un bassin versant influe sur la communauté de macro-invertébrés benthiques, en particulier lorsque la couverture moyenne de bryoïdes terrestres représente en moyenne moins de 0,5 %. De même, les variables climatiques telles que les mesures des précipitations moyennes mensuelles sont susceptibles d'influer sur les régimes hydrauliques, mais le mécanisme par lequel les communautés de macro-invertébrés benthiques sont affectées n'est pas précisé. Les décisions relatives à l'inclusion de variables dans le processus de création du modèle initial pourraient bénéficier d'une approche fondée sur des hypothèses qui soit basée sur les relations connues entre les variables indicatrices et les communautés de macro-invertébrés benthiques. L'utilisation de variables indicatrices sans relation biologique claire avec les paramètres de macro-invertébrés benthiques mènera également à un surajustement, car de fausses corrélations fourniront des prédictions inexactes et finiront par s'effondrer en l'absence de relations véritables avec les réponses des macro-invertébrés benthiques. Aucune mesure de l'efficacité prédictive des variables de l'habitat n'a été fournie.

Certaines variables incluses dans le modèle définitif sont une fonction des conditions environnementales locales, y compris potentiellement l'agent de stress d'intérêt : l'exploitation des placers. Cela signifie que l'assignation d'un site d'essai à l'un des groupes pourrait être sensible aux conditions locales au moment de l'échantillonnage. Des variables telles que la quantité d'eau (représentée par la vitesse, la profondeur de l'eau et la largeur de canal mouillé) peuvent être liées aux communautés de macro-invertébrés benthiques et sont incluses dans le modèle définitif, mais pourraient être directement affectées par des événements locaux tels que les orages ou l'exploitation minière. D'autres variables, telles que le talus du cours d'eau, fourniraient une bien meilleure représentation des communautés de macro-invertébrés benthiques, compte tenu de l'échelle de mesure. Il semble que ces données aient été collectées, mais ne sont pas disponibles pour tous les sites de la base de données du RCBA et qu'il existe de nombreuses valeurs erronées dans la base de données actuelle (p. ex., pourcentage du talus du canal > 10).

La sélection des groupes de référence et des variables indicatrices sont deux étapes distinctes de l'approche ACR et du protocole RCBA. Cependant, les auteurs du modèle 2013 du RCBA du Yukon suggèrent que les groupes finaux ont été déterminés en partie par la capacité des indicateurs de l'habitat à expliquer la différence entre les groupes (Reynoldson et Bailey 2013). L'évaluation des variables indicatrices et la sélection des groupes sur la base d'assemblages biologiques devraient être découplées. Le développement du groupement biologique devrait avoir une base biologique solide. Les biais introduits par de fausses corrélations avec des variables indicatrices mèneront à des regroupements inappropriés et à des classifications erronées des sites d'essai. Si les indicateurs d'habitat ne fonctionnent pas bien, le problème réside dans le fait que les caractéristiques les plus importantes de l'habitat peuvent ne pas être

incluses dans le modèle, non que les groupes sont mal formés. Cela met encore une fois en évidence les avantages d'une approche de sélection de variables fondée sur des hypothèses lors de l'utilisation de ces méthodes de modélisation empiriques.

Pratiques statistiques standard

Il existe une colinéarité extrême entre les variables indicatrices utilisées pour construire le modèle et le modèle définitif de 2013 du RCBA du Yukon. Les corrélations (valeurs r) entre les variables indicatrices incluses dans le modèle définitif allaient jusqu'à 0,99. L'inclusion de variables hautement corrélées augmentera les erreurs de type II en augmentant les erreurs standard des estimations de paramètres. Cela indique que le modèle a été surajusté (p. ex., Zuur *et al.* 2010). La colinéarité entre les variables doit être examinée avant l'élaboration du modèle, et les variables redondantes doivent être supprimées de la procédure de création du modèle.

Des techniques de sélection d'un modèle non structurées peuvent conduire à un surajustement ou à un sous-ajustement et à un pouvoir prédictif faible. Le modèle 2013 du RCBA du Yukon utilise des analyses discriminantes évolutives et dévolutives. La procédure de sélection du meilleur modèle (c.-à-d. un ensemble d'indicateurs) n'est pas bien documentée et semble comporter des éléments de subjectivité. Il existe de nombreux articles utiles décrivant les méthodes statistiques communément utilisées pour réduire la redondance de variable et sélectionner le meilleur modèle (p. ex., Zuur *et al.* 2010). Comme le soulignent Bailey *et al.*, il faudrait envisager d'autres méthodes d'analyse ACR (2014).

Conclusions

Les macro-invertébrés benthiques sont un outil utile pour évaluer les impacts sur l'état des cours d'eau, mais les populations d'invertébrés varient souvent beaucoup dans l'espace et dans le temps. Ainsi, le plan d'échantillonnage, les procédures d'analyse et l'application de gestion doivent prendre en compte cette variation afin de maximiser l'utilité de l'approche.

Les résultats de cette étude indiquent qu'il est très difficile d'utiliser le programme du RCBA pour évaluer les effets de l'activité des placers sur la santé aquatique du poisson et de son habitat, en particulier pour les objectifs du cadre de gestion adaptative. En vertu du protocole du RCBA, la collecte d'échantillons de référence et d'essai a utilisé une approche *ad hoc* qui a permis de créer une base de données qui n'est pas toujours dupliquée de manière uniforme dans le temps et dans l'espace. Le modèle BEAST est basé sur le paramètre de Bray-Curtis qui est fortement influencé par les données de comptage brutes; une mesure très variable pouvant couvrir plusieurs ordres de grandeur parmi les échantillons. Sans échantillonnage dupliqué, il est difficile de déterminer dans quelle mesure la variation de l'échantillonnage et l'absence de duplication contribuent au rendement inégal des modèles. En outre, l'approche BEAST ne contient pas de méthode permettant d'analyser simultanément plusieurs échantillons, comme cela est nécessaire pour effectuer des analyses au niveau du cours d'eau ou de l'autorisation du bassin versant, ou pour évaluer les tendances de l'état du cours d'eau, comme le prévoit le protocole de gestion adaptative. Les protocoles actuels d'échantillonnage et d'analyse ne permettent pas de remédier à ces lacunes.

Il est recommandé d'envisager d'apporter certaines modifications aux programmes d'échantillonnage actuels ainsi que d'autres analyses afin d'atteindre l'objectif à long terme d'élaborer une approche plus défendable sur le plan statistique qui réponde aux besoins du protocole de surveillance et du cadre de gestion adaptative. Pour atteindre cet objectif, une série de recommandations pour les travaux futurs sont formulées ci-dessous. Les

recommandations sont conçues comme une série d'activités séquentielles, car les premières étapes impliquent des décisions ou fournissent des informations qui éclaireront les dernières.

Recommandations

Raffinement de l'approche du RCBA au Yukon

1. Certaines des faiblesses de l'approche de modélisation actuelle décrites dans cet examen pourraient être corrigées par une nouvelle analyse et une reformulation du modèle actuel. Cela comporterait l'incorporation de données de référence plus récentes, la transformation statistique des données d'abondance (p. ex., transformation logarithmique) pour améliorer le rendement du modèle, et une approche révisée pour la sélection des variables d'habitat. Cependant, aucune de ces améliorations ne résout le problème plus vaste de l'adaptation de l'approche BEAST aux fins d'une analyse au niveau des bassins versants, comme indiqué dans le cadre de gestion adaptative.

Améliorations du protocole d'échantillonnage

2. Une étude pilote utilisant un plan d'échantillonnage équilibré dans le temps et dans l'espace, qui comprend de la duplication afin de mieux estimer les composantes de la variation dans le temps et dans l'espace, devrait constituer une première étape dans l'élaboration d'un modèle utilisable pour le cadre de gestion adaptative.
3. Sur la base de l'étude pilote, la possibilité d'effectuer une transition de l'ensemble du programme de surveillance de la santé aquatique vers un plan d'échantillonnage plus équilibré dans le temps et dans l'espace, qui atteindra les objectifs du cadre de gestion adaptative (en utilisant des évaluations propres aux sites pour évaluer les impacts à l'échelle d'autorisation des bassins versants ainsi qu'une estimation des tendances en matière de santé des bassins versants) devrait être évaluée. Une telle approche devrait tirer parti de l'ensemble de données existant, mais utiliserait un nouveau plan d'échantillonnage tel que celui décrit dans la recommandation n° 2.

Considération pour d'autres approches analytiques

4. Les développements récents, qui utilisent des indices multiparamètres et des repères pour les évaluations d'impact ainsi que les informations existantes sur les effets des agents de stress tels que les sédiments sur les communautés d'invertébrés, devraient être utilisés pour explorer l'utilisation de mesures multiparamètres pour atteindre les objectifs du cadre de gestion adaptative. Cela pourrait se faire sur l'ensemble de données du Yukon existant ou sur l'étude pilote décrite dans la recommandation 2.
5. Les approches de modélisation multivariées ou autres pouvant incorporer des variations spatiales et temporelles dans l'ensemble de données sur les macro-invertébrés doivent être évaluées. L'élaboration du modèle peut commencer à tout moment, mais l'évaluation du rendement du modèle peut s'avérer plus utile après la mise en œuvre de la conception équilibrée sur le plan spatial décrite dans la recommandation 2.

Maintien de l'héritage du RCBA

6. Si possible, un programme révisé devrait continuer à utiliser le protocole de terrain du RCBA pour la collecte d'échantillons d'invertébrés benthiques et à utiliser le RCBA comme référentiel pour les données des échantillons afin que l'ensemble de données de référence puisse être archivé et rendu disponible pour cet usage et autres sur le territoire du Yukon.

Collaborateurs

Collaborateurs	Organisme d'appartenance
Mike Bradford	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique, rédacteur
Doug Braun	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique, rédacteur
Lisa Christensen	Secteur des sciences du MPO, Région du Pacifique, Centre des avis scientifiques du Pacifique
Dave Cote	Secteur des sciences du MPO, Région de Terre-Neuve, éditeur
Jennifer Harding	PPP du MPO, Région du Pacifique, client
Jeska Gagnon	PPP du MPO, Région du Pacifique, client
Nathan Ferguson	PPP du MPO, Région du Pacifique, client

Approuvé par

Carmel Lowe
Directeur régional
Direction des sciences, Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada

2 octobre 2018

Sources de renseignements

- Anderson, M.J., Walsh, D.C.I. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: what null hypothesis are you testing? *Ecol. Monogr.* 83: 557-574.
- Bailey, R.C., Linke, S., Yates, A.G. 2014. Bioassessment of freshwater ecosystems using the Reference Condition Approach: Comparing established and new methods with common data sets. *Freshwater Biol.* 33: 1204-1211.
- Blocksom, K.A., Autrey, B.C., Passmore, M., Reynolds, L. 2008. A comparison of single and multiple habitat protocols for collecting macroinvertebrates in wadeable streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44: 577-593.
- Feeley, H.B., Woods, M., Baars, J., Kelly-Quinn, M. 2012. Refining a kick sampling strategy for the bioassessment of benthic macroinvertebrates in headwater streams. *Hydrobiologia.* 683: 53-68.
- Foster, S.D., Hosack, G.R., Lawrence, E., Przeslawski, R., Hedge, P., Caley, M.J., Barrett, N.S., Williams, A., Li, J., Lynch, T., Dambacher, J.M., Sweatman, H.P.A., Hayes, K.R. 2017. Spatially-balanced designs that incorporate legacy sites. *Methods Ecol. Evol.* 8: 1433-1442.
- Gerth, W.J., Herlihy, A.T. 2006. Effect of sampling different habitat types in regional macroinvertebrate bioassessment surveys. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25: 501-512.
- Harrison, X.A. 2015. Using observation-level random effects to model overdispersion in count data in ecology and evolution. *PeerJ* 2, e616. (doi:10.7717/peerj.616).
- Jones, J.I., Murphy, J.F., Collins, A.L., Sear, D.A., Naden, P.S., Armitage, P.D. 2012. The impact of fine sediment on macroinvertebrates. *River Res. Appl.* 28: 1055-1071.

Région du Pacifique

- Li, J., Herlihy, A., Gerth, W., Kaufman, P., Gregory, S., Urquhart, S., Larsen, D.P. 2001. Variability in stream macroinvertebrates at multiple spatial scales. *Freshwater Biol.* 46: 87-97.
- MacDonald, A.J. Cote, D. 2014. Temporal variability of benthic invertebrate communities at reference sites in eastern Newfoundland and its significance in long-term ecological monitoring. *J. Freshwater Ecol.* 29: 2, 201-211.
- Mathers, K.L., Rice, S.P., Wood, P.J. 2017. Temporal effects of enhanced fine sediment loading on macroinvertebrate community structure and functional traits. *Sci. Total Environ.* 599-600: 513-522.
- Nakagawa, S., Johnson, P.C.D., Schielzeth, H. 2017. [The coefficient of determination R² and intra-class correlation coefficients from generalized linear mixed-effects models revisited and expanded.](#) *J. R. Soc. Interface.* 14: 20170213. (Consulté le 1^{er} octobre 2018).
- Rehn, A.C., Ode, P.R., Hawkins, C.P. 2007. Comparisons of targeted-riffle and reach-wide benthic invertebrate samples: implications for data sharing in stream condition assessments. *J. North Am. Benthol. Soc.* 26: 15-31.
- Reynoldson, T.B., Bailey, J.L. 2013. Revision of the Yukon CABIN Invertebrate Bioassessment Model using 2004-12 Reference Site Data. Prepared for Yukon Placer Mining Secretariat by GHOST Environmental.
- Reynoldson, T.B., Bailey, R.C., Bailey, J.C. 2016. A review of the Yukon Placer Mining Aquatic Health Monitoring Protocol implementation. Prepared for Yukon Placer Mining Secretariat by GHOST Environmental.
- Rosenberg, D.M., Reynoldson T.B., Resh, V.H. 1999. Établissement des conditions de référence pour la surveillance des invertébrés benthiques dans le bassin hydrographique du fleuve Fraser, en Colombie-Britannique, au Canada. Environnement Canada.
- Seakem Group Ltd. 1992. Yukon Placer Mining Study. Volume 1. Prepared for the Yukon Placer Mining Implementation Review Committee. Sidney, British Columbia.
- Snijders, T., Bosker, R. 2012. *Multilevel Analysis: An Introduction to Basic and Advanced Multilevel Modeling.* Sage, London.
- Stevens, D.L. 2002. Sample design and statistical analysis methods for the integrated biological and physical monitoring of Oregon streams. Oregon Department of Fish and Wildlife, Report Number OPSW-ODFW-2002-07.
- Strachan, S., Ryan, A., McDermott, H., MacKinlay, C. 2009. Évaluation des communautés d'invertébrés benthiques et de la qualité de l'eau du bassin hydrographique de la Rivière Quinsam en Colombie-Britannique, 2001-2006. Environnement Canada.
- Strachan, S.A., Reynoldson, T.B. 2014. Performance of the standard CABIN method: comparison of BEAST models and error rates to detect simulated degradation from multiple data sets. *Freshwater Sci.* 33: 1225-1237.
- Sylvestre, S., Fluegel, M., Tuominen, T. 2005. Évaluation des cours d'eau du bassin du détroit de Georgie par l'approche des conditions de référence appliquée aux macroinvertébrés benthiques : un suivi du Programme de surveillance des macroinvertébrés du fleuve Fraser, 1998-2002. Environnement Canada.

- Turley, M.D., Bilotta, G.S., Chadd, R.P., Extence, C.A., Brazier, R.E., Burnside, N.G., Pickwell, A.G.G. 2016. A sediment-specific family-level biomonitoring tool to identify the impacts of fine sediment in temperate rivers and streams. *Ecol. Indic.* 70: 151-165.
- Yukon Placer Aquatic Health Working Group (YPAHWG). 2008a. [Adaptive management framework](#). (Consulté le 1^{er} octobre 2018)
- Yukon Placer Aquatic Health Working Group (YPAHWG). 2008b. [Aquatic health monitoring protocol](#). (Consulté le 1^{er} octobre 2018)
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* 1: 2-14.

Annexe: Méthodes des composantes de l'écart

Les composantes de l'écart estiment la proportion de la variation totale qui peut être expliquée à un niveau ou une échelle d'échantillonnage donné. Elles peuvent également être considérées comme la force de corrélation entre les échantillons d'un même niveau (Snijders et Bosker 2012). Les composantes de l'écart ou les corrélations intraclasse sont semblables au coefficient de corrélation de Pearson (utilisé dans un modèle linéaire) et sont souvent utilisées pour déterminer la taille appropriée des échantillons à différents niveaux d'échantillonnage. La comparaison de l'écart de la variable de réponse à des échelles d'échantillonnage spécifiées met en évidence les compromis en matière d'échantillonnage, tels que le nombre d'échantillons dans un site par rapport au nombre de sites requis pour atteindre un niveau d'efficacité spécifié. Des modèles à effets mixtes nuls conditionnels ont été élaborés, dans lesquels le seul paramètre fixe était l'interception moyenne globale et les effets aléatoires, ce qui comprend le site, le cours d'eau et la région. Une forme linéaire du modèle a été utilisée lorsque la distribution d'erreur gaussienne était supposée, ainsi qu'un modèle généralisé avec erreur binomiale pour les mesures de proportion. Le modèle nul conditionnel avec erreur gaussienne était le suivant :

$$Y_{i,j,k,y} = \beta_0 + \alpha_{j,k,y} + \gamma_{j,y} + \delta_y + \varepsilon_{i,j,k,y}$$
$$\alpha \sim N(\sigma^2),$$
$$\gamma \sim N(\sigma^2),$$
$$\delta \sim N(\sigma^2),$$
$$\varepsilon \sim N(\sigma^2)$$

Où $Y_{i,j,k,y}$ est la i^{e} mesure (c'est-à-dire, l'échantillon) du site j , cours d'eau k de la région y , $\alpha_{j,k,y}$ est le site du cours d'eau, effet aléatoire de la région j,k,y , $\gamma_{k,y}$ est le cours d'eau de l'effet aléatoire de la région k, y , δ_y est l'effet aléatoire de la région y , β_0 est l'interception globale et $\varepsilon_{i,j,k,y}$ est l'écart résiduel. Tous les effets aléatoires et l'écart résiduel sont supposés avoir une moyenne de zéro et sont normalement distribués. Les mesures de corrélation intraclasse calculées sont décrites dans le tableau A1, et les résultats dans le tableau 2 du texte principal. En bref, les termes d'écart pour les effets aléatoires et l'erreur résiduelle ont été utilisés pour déterminer la proportion relative de l'écart total expliqué par un ou plusieurs niveaux d'échantillon. Pour les modèles ayant une structure d'erreur binomiale, un terme supplémentaire d'écart au niveau de l'observation a été inclus (voir Nakagawa *et al.* 2017 pour plus de détails).

Région du Pacifique

Tableau A1. Composantes de l'écart ou paramètres de corrélation intraclasse, équations et descriptions pour les différentes échelles d'échantillonnage du programme de surveillance du PSSA du Yukon. Les paramètres d'écart sont Site/Cours d'eau/Région = σ_δ^2 , Cours d'eau/Région = σ_α^2 , Région = σ_γ^2 , et Résidu = σ_ε^2 . Pour les modèles ayant une structure d'erreur binomiale, un terme supplémentaire d'écart au niveau de l'observation a été ajouté au dénominateur de chaque équation (Nakagawa et al. 2017). Trois ensembles de paramètres ont été calculés lorsque la région était la zone d'autorisation du bassin versant, l'écorégion ou les groupes du modèle 2013 du RCBA du Yukon.

Écart d'échelle	Équation	Description
$Var_{\text{Site/Cours d'eau/Région}}$	$\frac{\sigma_\delta^2}{\sigma_\alpha^2 + \sigma_\gamma^2 + \sigma_\delta^2 + \sigma_\varepsilon^2}$	La $Var_{\text{Site/Cours d'eau/Région}}$ décrit l'écart expliqué par le regroupement des échantillons par site.
$Var_{\text{Cours d'eau/Région}}$	$\frac{\sigma_\alpha^2}{\sigma_\alpha^2 + \sigma_\gamma^2 + \sigma_\delta^2 + \sigma_\varepsilon^2}$	La $Var_{\text{Cours d'eau/Région}}$ décrit l'écart expliqué par le regroupement des échantillons par cours d'eau.
$Var_{\text{Région}}$	$\frac{\sigma_\gamma^2}{\sigma_\alpha^2 + \sigma_\gamma^2 + \sigma_\delta^2 + \sigma_\varepsilon^2}$	La $Var_{\text{Région}}$ décrit l'écart expliqué par le regroupement des échantillons par région.

Les échantillons ont été organisés en trois structures régionales différentes, à savoir :

1. zones d'autorisation de bassin versant, qui sont des zones géographiques correspondant aux [autorisations d'application des placers en vertu de la Loi sur la pêche](#) ($n = 20$);
2. écorégions, qui sont des zones géographiques contenant des communautés naturelles distinctes – plusieurs écorégions peuvent s'étendre sur une zone d'autorisation de bassin versant ($n = 17$);
3. groupes de modèles, qui sont les groupes de sites de référence avec des assemblages similaires d'invertébrés benthiques déterminés par les analyses multivariées BEAST utilisées dans l'analyse du RCBA de 2013 au Yukon (voir la section Contexte) et ne sont pas fondés sur la géographie ($n = 5$).

**Réponse des Sciences : Examen de l'approche
des conditions de référence pour le Yukon**

Région du Pacifique

Tableau A2. Les composantes de l'écart sont calculées à partir des modèles à effets mixtes nuls conditionnels pour neuf paramètres de communauté et trois regroupements régionaux (voir les méthodes en annexe). Les échantillons ont été organisés en trois groupes régionaux différents correspondant : 1) aux autorisations de bassins versants, qui correspondent aux zones visées par une autorisation en vertu de la Loi sur les pêches, 2) aux écorégions contenant des communautés naturelles similaires et 3) aux groupes de modèles composés de sites avec des communautés de macro-invertébrés benthiques similaires et utilisées dans le modèle 2013 du RCBA du Yukon. Le pourcentage de l'écart des paramètres de macro-invertébrés benthiques associé aux trois échelles spatiales et l'écart résiduel non structuré sont présentés en colonnes. Comme il n'y a pas de duplication des échantillons dans un site ni pour une année, l'échelle du site inclut les variations interannuelles ainsi que la variation des échantillons dans un site. La nuance bleue indique le niveau d'échantillonnage ayant l'écart le plus faible, et la nuance grise indique les niveaux d'échantillonnage ayant l'écart le plus élevé sur chaque ligne.

Groupement	Réponse	Site	Cours d'eau	Groupe	Écart résiduel
A) Autorisations pour chaque bassin versant	Indice de Simpson	16,5 ^g	4,8 ^b	13,0	65,7
	Indice de Shannon	10,1	9,2 ^b	25,6 ^g	55,1
	Richesse des familles	0,0 ^b	22,2	38,2 ^g	39,6
	Indice de Pielou	13,9	15,6 ^g	5,3 ^b	65,2
	Abondance totale	0,0 ^b	37,5 ^g	15,1	47,4
	% d'abondance des taxons EPT	6,7	11,8 ^g	1,9 ^b	79,6
	% d'abondance sensible	3,8 ^g	2,2 ^b	2,5	91,6
	% d'abondance tolérante	2,6	5,7 ^g	0,0 ^b	91,7
	% d'écart moyen	6,7	13,6	12,7	67,0
B) Écorégions	Indice de Simpson	16,2	1,4 ^b	17,7 ^g	64,6
	Indice de Shannon	12,7	6,5 ^b	24,0 ^g	56,7
	Richesse des familles	0,0 ^b	26,3	34,9 ^g	38,8
	Indice de Pielou	22,1 ^g	5,8	7,2	65,0
	Abondance totale	0,0 ^b	40,5 ^g	18,2	41,3
	% d'abondance des taxons EPT	5,4	12,7 ^g	2,6 ^b	79,4
	% d'abondance sensible	4,2 ^g	0,0 ^b	3,7	92,1
	% d'abondance tolérante	5,1 ^g	0,0	0,0	94,9
	% d'écart moyen	8,2	11,6	13,5	66,6
C) Groupes de modèles	Indice de Simpson		19,9 ^b	21,0 ^g	59,1
	Indice de Shannon		17,3 ^b	24,0 ^g	58,6
	Richesse des familles		33,5 ^b	34,5 ^g	32,0
	Indice de Pielou		16,2 ^b	21,5 ^g	62,3
	Abondance totale		0,7 ^b	92,7 ^g	6,6
	% d'abondance des taxons EPT		11,0 ^b	12,4 ^g	76,7
	% d'abondance sensible		6,0 ^g	5,2 ^b	88,8
	% d'abondance tolérante		5,1 ^g	0,0 ^b	94,9
	% d'écart moyen		13,7	26,4	59,9

Le présent rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208

Courriel: csap@dfo-mpo.gc.ca

Adresse Internet: www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-3815

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2019



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2019. Évaluation de l'approche des conditions de référence pour la surveillance des activités d'exploitation des placers du Yukon. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/053.

Also available in English:

DFO. 2019. Evaluation of the reference condition approach for Yukon placer mining monitoring. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2018/053.